

Chapitre 14

Approches économiques pour la gestion intégrée des ressources en eau

FRANÇOIS DESTANDAU, SERGE GARCIA,
ALBAN THOMAS ET SOPHIE THOYER

La gestion intégrée de la ressource en eau oblige à réinventer les politiques publiques en proposant des outils de régulation tenant davantage compte du fonctionnement des milieux naturels et des services qu'ils rendent. Pour cela, des solutions plus concertées et construites à l'échelle des bassins versants sont privilégiées, en cherchant à concilier les intérêts parfois divergents de l'ensemble des acteurs du territoire. Les sciences économiques fournissent des méthodes pour aider les décideurs publics à arbitrer entre des options ou à concevoir des outils innovants tenant compte de cette nouvelle approche, ainsi que de la spécificité de l'agriculture, notamment le caractère diffus des émissions polluantes.

Dans ce chapitre, nous présentons quatre méthodes économiques. Dans la première section, nous présentons l'analyse coûts-bénéfices et la méthode de la fonction de production. Dans la seconde section, nous développons la méthode des expériences de choix discrets et l'économie expérimentale.

Pour illustrer l'apport de ces méthodes, chacune d'elle est appliquée à une problématique de gestion intégrée de l'eau dans un contexte agricole.

- L'analyse coûts-bénéfices permet de mieux évaluer l'opportunité de construire un ouvrage destiné à accroître une offre en eau multi-usages : irrigation, hydroélectricité et régulation des inondations.
- La méthode de la fonction de production permet de mesurer la capacité du milieu à atténuer la pollution en estimant l'impact du type d'occupation du sol sur le coût de production d'eau potable ; cette information peut être précieuse pour la mise en place d'instruments de protection des aires de captage.
- La méthode des choix discrets est utilisée pour mieux comprendre les comportements d'adoption de contrats visant à encourager les bonnes pratiques agricoles, notamment dans leur dimension collective.
- Enfin, l'économie expérimentale permet de tester en laboratoire le comportement des agriculteurs confrontés à des politiques innovantes encourageant la réduction de la pollution diffuse par une création collective de zones tampon et une politique incitative de sanctions collectives.

► Les études d'impacts

Une meilleure connaissance des externalités positives et négatives engendrées par un ouvrage hydraulique ou une occupation du sol offre une information précieuse aux décideurs publics pour orienter leurs politiques. C'est l'objet des deux méthodes présentées dans cette section. La méthode de la fonction de production permet d'estimer des bénéfices non marchands qui alimenteront les analyses coûts-bénéfices.

Analyse *ex-ante* d'une offre d'eau multifonctionnelle par l'analyse coûts-bénéfices

La diminution des ressources disponibles en eau douce dans de nombreuses parties du monde implique une mobilisation accrue des décideurs publics autour d'une véritable gestion quantitative, mais également qualitative de l'eau. La gestion quantitative peut reposer sur une gestion de la demande en eau dans ses différents usages, privilégier une politique de l'offre visant à augmenter les ressources en eau mobilisables ou intégrer également des objectifs de diminution de la consommation. Jusqu'à un passé récent, les décideurs publics demandaient aux économistes et aux sociologues d'identifier les leviers d'action en termes de diminution de la consommation en eau, et confiaient aux ingénieurs le soin de mobiliser, par des ouvrages dédiés, une ressource plus abondante ou d'un accès plus stable. Il est cependant apparu, d'abord dans les pays anglo-saxons, que les méthodes des économistes étaient nécessaires pour arbitrer entre des projets d'ouvrages concurrents, selon un critère d'utilisation optimale de ressources financières limitées. Ainsi, les politiques de l'offre destinées à l'augmentation des ressources accessibles en eau supposent des investissements importants pour des ouvrages dont la durée de vie est souvent très longue (barrages, retenues, systèmes collectifs d'adduction ou de distribution, etc.), et les bénéfices associés doivent être évalués sur le long terme. Par conséquent, il est essentiel de disposer d'un outil d'aide à la décision permettant de classer les différents projets proposés pour une demande de financement, en fonction des flux de bénéfices attendus et de leurs coûts.

L'analyse coûts-bénéfices est utilisée depuis les années 1990 aux États-Unis et dans certains pays européens. Elle est recommandée par la plupart des grands organismes internationaux (Organisation mondiale de la santé, Programme des Nations Unies pour l'environnement, etc.). L'analyse coûts-bénéfices est un instrument d'appui à la mise en place de politiques et de projets publics ainsi que de stratégies privées. La durée, les populations ou les secteurs concernés peuvent être différents. L'approche consiste d'abord à combiner des informations scientifiques et techniques sur un ensemble d'options concurrentes, ainsi que des informations sur les préférences sociales associées aux différentes options, afin d'en caractériser les bénéfices et les coûts (Boardman *et al.*, 2001). La comparaison des coûts et des bénéfices des différentes options possibles fournit alors un critère de décision relativement simple : on choisit parmi les options celle qui a le rapport coûts-bénéfices le plus avantageux (c'est-à-dire le plus faible) (Hanley et Spash, 1995).

Contrairement à ce que l'on pourrait penser, l'analyse coûts-bénéfices doit intégrer l'ensemble des impacts directs et indirects d'une politique, ce qui oblige à bien caractériser la population pertinente, potentiellement impactée directement ou non

Encadré 14.1. Exemple d'une analyse coûts-bénéfices.

Pour illustrer ce propos, un exemple d'une politique visant à accroître les ressources en eau mobilisables pour l'irrigation par une retenue artificielle est analysé. Les informations nécessaires pour une analyse coûts-bénéfices comprennent :

- M : le coût initial du projet supporté à la date $t = 0$
- T : la durée de vie du projet
- Bt : les bénéfices annuels pour la société
- Ct : les coûts annuels
- δ : le taux d'actualisation¹.

Ces informations permettent de calculer la valeur actualisée nette (VAN), qui est un indicateur du bénéfice net du projet et qui pondère les bénéfices et les coûts selon le moment de leur apparition dans le temps.

$$VAN = -M + \sum_{t=0}^T \left[\frac{B_t - C_t}{(1 + \delta)^t} \right]$$

Ici, les coûts et les bénéfices sont définis de façon très générale, pouvant inclure des éléments marchands ou non marchands. C'est le cas des bénéfices environnementaux pour lesquels une évaluation particulière devra être effectuée (voir la section suivante : « Évaluation de l'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau »). En revanche, ces éléments doivent pouvoir être tous convertis en valeur monétaire afin, notamment, d'agréger les bénéfices de différente nature. Si les coûts et les bénéfices sont connus, il est possible de calculer le taux de rentabilité interne comme la valeur de δ qui annule la valeur actualisée nette.

1. Le taux d'actualisation convertit les gains monétaires futurs en valeur monétaire de la période actuelle.

par la politique ou le projet évalués. Ainsi, les bénéfices d'un projet public peuvent être différents selon les catégories de la population. Une analyse coûts-bénéfices doit donc détailler les impacts pour toutes ces catégories si des effets hétérogènes sont anticipés. Enfin, la situation de *statu quo* doit toujours faire partie de l'éventail des options possibles, de façon à déterminer si une modification de la situation actuelle (ou de la politique en cours) est nécessaire.

Des difficultés conceptuelles et méthodologiques sont abordées dans la littérature (Makowsky et Wagner, 2009) ; elles sont relatives à la conversion des bénéfices en valeur monétaire, à l'agrégation de ces valeurs sur des populations concernées différentes avec des effets hétérogènes, etc. La dimension politique des choix à effectuer pour résoudre ces difficultés ne doit pas être négligée – ce qui va au-delà du rôle positif (non prescriptif) des approches économiques –, mais elle nécessite de bien expliciter les différentes étapes de l'analyse coûts-bénéfices.

Dans le cas d'un projet d'amélioration de la disponibilité en eau d'irrigation, les étapes principales de l'analyse coûts-bénéfices sont les suivantes :

- définir les populations pertinentes à inclure dans l'analyse en dehors des irrigants, par exemple la population rurale non agricole locale, les employés du secteur agro-alimentaire, les consommateurs d'eau résidentielle, etc. ;
- déterminer les projets à considérer (filères techniques ou type d'ouvrage) ;

Encadré 14.2. Évaluation du potentiel d'un projet de mobilisation de la ressource en eau en Éthiopie.

Blackmore et Whittington (2008) ont utilisé l'analyse coûts-bénéfices pour évaluer le potentiel d'un projet de mobilisation de la ressource en eau en Éthiopie, plus précisément un barrage multi-usages avec un intérêt partagé entre plusieurs pays riverains du Nil bleu (Éthiopie, Soudan et Égypte). Le projet prévoyait une production d'énergie (hydro-électricité) en Éthiopie, l'accroissement de la disponibilité de la ressource en eau à destination des agriculteurs en Éthiopie et dans les pays en aval, ainsi qu'un meilleur contrôle des risques d'inondation. De plus, un effet environnemental positif du projet concernait la réduction potentielle des émissions de dioxyde de carbone, en raison de la substitution des sources d'énergie traditionnelles par l'hydro-électricité.

Concernant les coûts, l'analyse de Blackmore et Whittington (2008) intégrait les investissements en capital et les coûts opérationnels, mais également le coût d'opportunité¹ des terres inondées, le coût du relogement des populations localisées sur le site du barrage et enfin la prise en compte du risque catastrophique (rupture du barrage). Avec un taux d'actualisation de 3 % par an, le rapport bénéfices/coûts est de 3,7. Avec un taux d'actualisation de 6 % par an, il passe à 1,8. Les coûts pèsent le plus souvent sur les premières années du projet, notamment du fait des coûts d'investissement. Les bénéfices sont délivrés à des périodes plus lointaines, avec un poids relatif qui décroît avec le taux d'actualisation. De plus, l'étude a montré un risque catastrophique de 0,01 % et une réduction du risque d'inondation de 50 %. On peut en conclure que des valeurs moins optimistes auraient conduit à des rapports bénéfices/coût moins favorables au projet.

1. Le coût d'opportunité représente la valeur de l'usage de ces terres dans le cas où le projet n'est pas mis en œuvre ; autrement dit, la valeur de la meilleure option alternative (non retenue).

- choisir un type d'évaluation (marchande) des impacts économiques de chaque projet (productivité et diversité des cultures, consommation en eau d'autres secteurs, baisse des dépenses de santé et risque d'inondation, etc.) ;
- choisir un type d'évaluation (marchande ou non) des impacts écologiques et environnementaux associés à chaque projet (sur la salinité, les dommages aux milieux aquatiques, etc.) ;
- choisir un critère d'agrégation des bénéfices futurs et un taux d'actualisation (δ) ;
- conduire une analyse de sensibilité des valeurs calculées des coûts et bénéfices ci-dessus ;
- proposer une recommandation de la mesure de politique fondée sur le rapport bénéfice / coût mesuré en valeur actualisée, le plus élevé.

Pour plus de détails et des applications de ces différentes étapes, on se réfèrera en particulier à Boardman *et al.* (2001) et Thomas et Gozlan (2006).

Évaluation de l'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau par la méthode de la fonction de production

Les usages des sols impactent la qualité des eaux brutes (eaux souterraines et de surface).

Une étude sur le bassin versant des sources de Vittel montre une concentration en nitrates dans les zones forestières vingt fois moins élevée que sous les cultures de blé, et soixante fois moins élevée que sous une culture de maïs fourrage (tableau 14.1). Les taux sont similaires pour d'autres polluants tels que les pesticides (Giri et Qiu, 2016).

Tableau 14.1. Concentrations moyennes en nitrates sous différents couverts végétaux mesurées sur le bassin versant des sources de Vittel entre 1989 et 1992 (Benoît et Papy, 1997).

Couverts végétaux	Moyenne (mg NO ₃ /l)
Forêts	2
Prés de fauche	19
Pâturages	31
Prairies temporaires	28
Céréales de printemps	32
Blé d'hiver	46
Orge d'hiver	62
Colza	120
Maïs fourrage	126

Mesures relevées par bougies poreuses enterrées à 1,1 m de profondeur.

Les économistes de l'environnement utilisent des méthodes d'évaluation économique en mesurant la perte ou le gain de bénéfices pour la société résultant de la dégradation ou de l'amélioration de la qualité de l'environnement. Lorsque les usages du sol ont un impact positif ou négatif sur la production d'un bien marchand comme l'alimentation en eau potable, les variations de bénéfices peuvent être évaluées par la fonction de production du bien marchand. Ces valeurs peuvent être utilisées pour comparer les bénéfices d'une bonne qualité des eaux brutes aux coûts du changement des pratiques les plus polluantes afin d'orienter les choix des agriculteurs et des gestionnaires des écosystèmes.

Afin de calibrer les instruments tels que les paiements pour services environnementaux, il est nécessaire de préciser l'impact des différents usages du sol sur la qualité des eaux brutes, et celui des processus écologiques en jeu et à quelle échelle spatiale ils interviennent. *In fine*, c'est ce qui permet de donner une valeur aux externalités produites par les différents usages.

Notre approche est donc construite sur l'hypothèse suivante : les eaux brutes provenant d'un bassin de captage ont des qualités différentes selon la part des différents usages du sol sur le territoire. Le traitement nécessaire pour la potabilisation de l'eau peut donc être plus ou moins lourd et sophistiqué, et se répercuter sur les coûts de l'alimentation en eau potable. L'effet des usages du sol sur la qualité de l'eau peut donc être quantifié à partir des coûts supportés par les services d'alimentation en eau potable. Notre méthode d'évaluation est basée sur une modélisation bioéconomique de la technologie mise en œuvre dans ces services. Les relations avec les usages des sols sont explicitement prises en compte, ainsi qu'un certain nombre de facteurs de contrôle caractérisant les services d'alimentation en eau potable (volume d'eau

produit, longueur du réseau, etc.). Les variations de coûts – ou des prix de l'eau utilisés dans nos études comme indicateurs des coûts – donnent la valeur des impacts des différents usages du sol. Le modèle complet est schématisé par la figure 14.1.

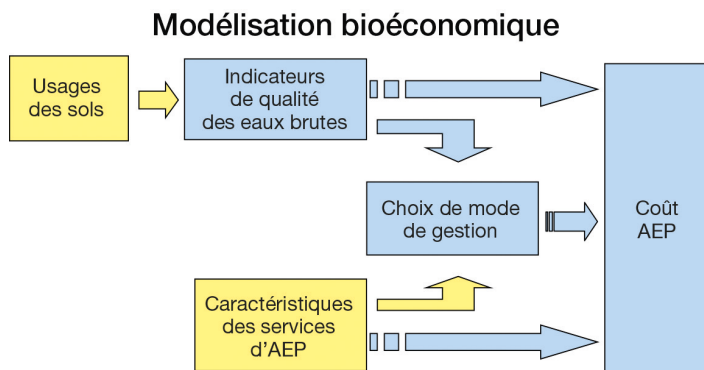


Figure 14.1. Le modèle bioéconomique de qualité des eaux et d'alimentation en eau potable (AEP).

Code couleur. Jaune – facteurs exogènes, bleu – variables endogènes (Fiquepron *et al.*, 2010).

À partir des mesures de paramètres de qualité identifiés comme les plus problématiques (pesticides et nitrates), Fiquepron *et al.* (2013) estiment la relation de causalité de différentes utilisations des terres (forêt, prairies permanentes, grandes cultures céréalières, viticulture et arboriculture), et aussi de la densité (nombre/ha) de bovins et de porcins sur la qualité de l'eau. Le degré de qualité des eaux brutes impacte les coûts d'alimentation en eau potable et le choix du mode de gestion publique ou déléguée. En effet, le choix de la délégation privée par les communes est souvent expliqué par des conditions complexes d'exploitation du service.

L'exercice de l'évaluation monétaire des externalités produites par les usages du sol a été réalisé à l'échelle de la France. Il montre que la forêt a un effet positif sur la qualité de l'eau brute par rapport aux autres usages du sol, avec comme effet indirect la baisse des coûts de l'eau potable produite. Cet effet sur les coûts est faible ($< 0,01 \text{ €/m}^3$ d'eau potable facturée), mais il représenterait une économie potentielle de presque 12 millions €/an pour l'ensemble des consommateurs français.

En outre, les questions liées aux interactions spatiales sont cruciales à la fois au niveau du processus écologique de diffusion, de protection ou de filtration des polluants, mais également sur le marché local de l'alimentation en eau potable. Les coûts de l'alimentation en eau potable peuvent être affectés par la difficulté pour les gestionnaires des services de disposer d'un volume suffisant en eau brute et de qualité satisfaisante. Ils sont alors contraints d'utiliser des ressources plus lointaines, ce qui augmente la pression sur les coûts d'approvisionnement. Enfin, les limites des services d'alimentation en eau potable et de l'occupation des sols ne correspondent généralement pas. L'impact de l'utilisation des sols sur les coûts des services devrait donc être mesuré en tenant compte de l'occupation des sols sur une échelle plus large que celle d'un service.

Ainsi, Abildtrup *et al.* (2013, 2015) ont pris en compte l'échelle spatiale du processus écologique et les interactions spatiales entre les services d'alimentation en eau potable pour estimer la valeur des externalités des différents usages de sol.

L'application économétrique est réalisée sur un échantillon de services d'alimentation en eau potable du département des Vosges en France. Les résultats montrent que l'agriculture est la principale cause de coûts plus élevés de l'alimentation en eau potable. Dans le même temps, l'effet positif de la forêt par rapport aux terres agricoles est confirmé, mais sans différence notable par rapport à d'autres usages du sol jugés peu ou pas polluants (prairies, marécages, etc.) sur la zone du service d'alimentation en eau potable. Ces résultats justifient l'usage de zones tampons pour améliorer la capacité épuratrice des milieux naturels.

Par ailleurs, les forêts voisines entraînent une diminution des coûts de l'alimentation en eau potable pour le service observé, cela montre qu'elles protègent les eaux brutes à une plus grande échelle. Enfin, lorsqu'un hectare de terre agricole est remplacé par un hectare de forêt, le service écologique ou externalité positive fourni par la forêt atteint des valeurs allant jusqu'à 140 €/ha/an.

L'évaluation par la méthode de la fonction de production permet d'identifier l'impact des différents usages du sol sur la qualité des eaux brutes. Elle permet aussi d'estimer des valeurs des externalités positives de certains usages (en particulier, les milieux forestiers) et des externalités négatives produites par d'autres usages comme l'agriculture. Ces valeurs peuvent servir de base pour calibrer les paiements pour services environnementaux aux propriétaires fonciers pour les inciter à adopter des pratiques moins polluantes ou à changer de système de production. Plus généralement, les approches d'évaluation des externalités sont indispensables dans les analyses coûts-bénéfices de projets publics et dans l'aide à la décision et à la conception des politiques publiques.

» Les études comportementales

Dans cette section, nous présentons deux méthodes pour aider le décideur public à anticiper le comportement individuel et collectif d'acteurs soumis à des politiques telles que des taxes ou des subventions les incitant à adopter des comportements plus respectueux de l'environnement.

Analyse du comportement d'adoption des mesures agro-environnementales et climatiques par la méthode des choix discrets

Dans le cadre des lois issues du Grenelle de l'Environnement, en 2008 et en 2009, la France s'est dotée d'un plan ambitieux de reconquête de la qualité de l'eau dans les captages « prioritaires », c'est-à-dire dans les bassins versants où l'alimentation en eau potable est menacée par la pollution. Cofinancées par les agences de l'eau et l'Union européenne dans le cadre du deuxième pilier de la politique agricole commune (PAC), les mesures agro-environnementales et climatiques sont l'un des principaux instruments économiques mobilisés par ces programmes pour inciter les exploitants agricoles à adopter des pratiques plus respectueuses de la qualité de l'eau. Il s'agit de contrats proposés aux agriculteurs volontaires pour une période de cinq ans, spécifiant les pratiques agricoles à suivre sur les parcelles engagées en contrepartie d'un paiement annuel.

En France, les évaluations des mesures agro-environnementales sur la période 2000-2006 ont souligné leur trop faible taux d'adoption (Cour des comptes européenne,

2011) et ont mis en évidence que ce sont les mesures les moins exigeantes qui sont généralement souscrites, avec pour conséquence un impact très décevant sur l'amélioration de la qualité des eaux (Chabé-Ferret et Subervie, 2013). Pour l'Union européenne, les États membres ou les régions – chargées désormais de la mise en œuvre de ces mesures –, l'un des enjeux est de reformuler le dispositif de contractualisation proposé, de façon à le rendre plus attractif et efficient. Ainsi, si l'on souhaite obtenir une plus grande participation des agriculteurs, une solution est de faire évoluer les termes des contrats proposés pour mieux tenir compte de leurs contraintes et de leurs préférences. La solution la plus simple serait bien sûr d'augmenter les paiements associés aux contrats, mais ceux-ci sont limités par les contraintes budgétaires, d'une part, et par les engagements pris dans les accords agricoles de l'Organisation mondiale du commerce, d'autre part. Ces engagements stipulent que ces paiements doivent être calculés de façon à couvrir seulement les coûts additionnels et les éventuels manques à gagner liés à la mise en œuvre du changement des pratiques imposé par la mesure agro-environnementale. En dehors de la question du montant alloué, la durée de contractualisation, aujourd'hui fixée à cinq ans, ou certaines exigences du cahier des charges ou du contrôle peuvent aussi influencer fortement les décisions des agriculteurs de participer aux programmes agro-environnementaux engagés sur leur territoire. Comment donc proposer des clauses de contrats mieux adaptées ? Cette question s'inscrit clairement dans une logique d'appui à la décision publique, elle exige de conduire une évaluation *ex-ante* de contrats innovants.

Éléments méthodologiques

La méthode des expériences de choix discrets est classiquement utilisée par les sciences du marketing pour mesurer le consentement des consommateurs à payer pour différentes caractéristiques d'un bien nouveau que l'on souhaite mettre sur le marché. Elle repose sur la théorie développée par Lancaster (1966) qui stipule que la consommation d'un bien procure une utilité dépendante des caractéristiques (ou « attributs ») de ce bien. Les consommateurs font leurs arbitrages en comparant les attributs des biens, plutôt que les biens eux-mêmes.

Transposée à l'évaluation de scénarios de politiques publiques, la méthode des expériences de choix discrets consiste donc à construire des enquêtes dans lesquelles les répondants sont placés dans un contexte de choix entre plusieurs scénarios hypothétiques, mais réalistes. Chaque scénario est décrit par un certain nombre d'attributs (par exemple des clauses de contrat), dont un attribut de coût ou de paiement. Par rapport aux enquêtes classiques, les expériences de choix discrets permettent de mieux contrôler à la fois le contexte du choix et la description du scénario évalué. Elles permettent aussi de mesurer les arbitrages réalisés par les répondants entre les attributs (Hanley *et al.*, 1998). Cependant, ces méthodes reposent sur des préférences déclarées dans les enquêtes et non des préférences révélées par des choix observés.

Plusieurs études récentes ont mobilisé la méthode des choix discrets pour mieux comprendre les éléments intervenant dans le choix de contrats agro-environnementaux. Elles montrent que le consentement à recevoir des agriculteurs – c'est-à-dire le paiement exigé pour accepter de signer un contrat – augmente lorsque :

- la durée du contrat est plus longue ;
- les conditions de rupture du contrat sont durcies ;

– les agriculteurs bénéficient de moins de flexibilité dans le choix des parcelles engagées ou dans le respect du cahier des charges (Espinosa-Goded *et al.*, 2010).

La méthode des choix discrets permet aussi d'anticiper les paiements, qui seraient suffisamment incitatifs pour déclencher les taux de participation visés par la puissance publique. En ce sens, les expériences de choix discrets sont un outil appréciable d'évaluation ex-ante d'un dispositif qu'on voudrait mettre en place.

Illustration sur un contrat agro-environnemental de réduction des herbicides en vigne

Pour illustrer la méthode des choix discrets, prenons l'exemple d'une enquête de ce type menée auprès de viticulteurs en Languedoc-Roussillon en 2012 pour tester un contrat agro-environnemental innovant de réduction des herbicides : celui-ci allie un paiement individuel classique et un bonus versé conditionnellement à l'atteinte d'un seuil de contractualisation à l'échelle du territoire (Kuhfuss *et al.*, 2016). Un tel contrat n'existe pas dans la réalité, mais il pourrait être envisagé pour inciter les agriculteurs à s'engager plus massivement dans la dynamique des mesures agro-environnementales et climatiques.

Objectifs. La logique sous-jacente est la suivante : offrir un bonus à chaque agriculteur ayant signé la mesure agro-environnementale si une part suffisante de la surface totale du bassin versant est engagée permettrait de les rassurer sur le fait que leur engagement n'est pas isolé et que la puissance publique cherche à obtenir des résultats effectifs en termes de qualité de l'eau. Cela aide aussi à signaler l'évolution souhaitable de la norme sociale : par exemple passer du désherbage chimique, longtemps considéré comme la référence du « bon travail » chez les viticulteurs, à des pratiques alternatives plus respectueuses de l'environnement telles que le désherbage mécanique ou l'enherbement maîtrisé.

Choix des attributs. Un premier choix des attributs et de leurs niveaux a d'abord été réalisé en concertation avec des experts et des conseillers des chambres d'agriculture, validé ensuite par des groupes ciblés réunissant des viticulteurs. Trois des attributs choisis étaient assez classiques, ils caractérisaient le cahier des charges de la mesure :

- le pourcentage de réduction des herbicides imposé par la mesure agro-environnementale, variant de 30 % à 100 % ;
- la possibilité ou non d'utiliser de manière ponctuelle les solutions chimiques pour un désherbage localisé ;
- la fourniture ou non d'un accompagnement administratif et technique.

À ces attributs, a été ajouté le « bonus final conditionnel », un attribut proposant un paiement supplémentaire forfaitaire aux viticulteurs engagés à l'issue de cinq années de contractualisation, à condition que plus de 50 % de la surface viticole du bassin versant soit couverte par cette mesure agro-environnementale de réduction des herbicides. Enfin, l'attribut de paiement de la mesure variait de 90 € à 500 €/ha engagé.

Mesures alternatives proposées. La combinaison de tous les niveaux de tous les attributs a permis de générer l'ensemble des mesures alternatives regroupées dans des « cartes de choix » présentées aux viticulteurs enquêtés. Pour limiter la charge cognitive des répondants, chaque carte de choix ne combine que deux alternatives, ainsi que la possibilité de choisir le *statu quo*, c'est-à-dire la situation actuelle du répondant.

Enquête et résultats. La diffusion du questionnaire s'est faite par internet. L'analyse des 272 réponses exploitables a permis de mesurer les consentements à recevoir moyens des viticulteurs pour chaque niveau d'attribut.

Les résultats confirment, entre autres, que la proposition d'un bonus et d'un accompagnement administratif et technique jouent positivement dans la décision des viticulteurs de s'engager dans une mesure agro-environnementale. Plus intéressant encore, ils révèlent que les viticulteurs ont une préférence tellement forte pour des contrats proposant un bonus conditionnel qu'ils sont prêts à s'engager pour des montants par hectare bien plus faibles – même en incluant le paiement supplémentaire lié au bonus – que ceux qu'ils acceptent pour les contrats classiques. Autrement dit, avec des contrats incluant un bonus, il est possible d'engager plus de viticulteurs du même territoire dans la mesure et d'obtenir des surfaces sous contrat plus grandes, pour un budget global plus faible. Ce résultat peut ainsi guider le décideur public vers la construction de contrats plus performants s'appuyant sur la valorisation d'un engagement collectif.

Il existe déjà quelques expériences de ce type, notamment lorsqu'il est essentiel de pouvoir engager des surfaces contigües dans des contrats, par exemple pour établir des corridors de biodiversité traversant plusieurs exploitations, ou pour établir des zones de débroussaillage limitant les risques incendies. La PAC 2014-2020 a aussi autorisé la mise en place de contrats collectifs et de bonus spécifiques dans le cas de contrats qui exigent que plusieurs agriculteurs de la même zone s'engagent pour qu'on puisse observer une réelle amélioration environnementale.

Analyse de l'efficacité de politiques de régulation de la pollution diffuse par l'économie expérimentale

L'expérimentation en laboratoire est désormais pratiquée par de nombreux économistes, avec pour point d'orgue les travaux de Kahneman et Smith, lauréats du prix Nobel en 2002. C'est une approche complémentaire à la modélisation théorique et à l'analyse empirique. En effet, la modélisation théorique permet d'étudier l'impact de variables d'une politique sur une fonction objectif en posant des hypothèses sur le comportement des agents. Quant aux analyses empiriques, elles permettent d'observer des comportements réels dans un environnement où la multitude des facteurs pouvant influencer le résultat rend difficile l'analyse de l'impact d'une variable en particulier.

Éléments théoriques

L'économie expérimentale propose une méthode intermédiaire en observant des comportements réels d'individus régulés dans un environnement contrôlé pour mieux observer l'impact de chaque variable. Cela permet, par exemple, de vérifier des hypothèses théoriques sur les comportements des agents. Cette approche est notamment utilisée pour observer le comportement d'individus devant se coordonner pour gérer une ressource commune. Des comportements coopératifs ou non coopératifs (passagers clandestins¹) peuvent ainsi apparaître. Deux approches peuvent être distinguées : – l'expérimentation en laboratoire avec une population de joueurs homogènes (des étudiants) afin de tester des mécanismes sans considération subjective extérieure ;

1. Le comportement de passagers clandestins est non coopératif. Il consiste à profiter de l'effort des autres pour maximiser un gain individuel.

– l’expérimentation sur le terrain avec des acteurs de terrain pour observer des différences de comportements par rapport à une population d’étudiants.

Dans tous les cas, l’objectif est d’étudier la résultante collective de décisions individuelles dans un groupe. Dans les expériences, les joueurs sont isolés² pour qu’ils prennent leur décision sans connaître la composition de leur groupe. Une particularité de ce type d’expériences sociales est également que les participants sont rémunérés à la fin de la séance pour s’assurer que chacun «joue le jeu». Pour plus d’information sur le déroulement des expériences ainsi que sur l’étendue de la littérature, on se référera à Eber et Willinger (2012).

Illustration de l’approche de l’économie expérimentale

La méthode de l’économie expérimentale a été appliquée à une problématique de régulation de pollution diffuse agricole pour parvenir à une norme de qualité ambiante : le bon état des milieux aquatiques. Pour atteindre une norme de qualité, l’économiste doit trouver des instruments pour inciter les agriculteurs à utiliser des pratiques plus respectueuses de l’environnement. Cependant, le caractère diffus de cette pollution complique l’identification de ses sources ; ce qui rend inapplicable des instruments économiques traditionnels tels que la taxe sur les effluents. D’autres outils doivent donc être envisagés. Segerson (1988) propose la «taxe ambiante» qui vise à sanctionner l’ensemble des sources de pollution potentielles lorsqu’une norme de qualité n’est pas respectée. Cet instrument, performant en théorie, est peu acceptable puisqu’il mène à sanctionner de la même façon les bons et mauvais élèves. Une autre solution consiste à accroître la capacité épuratrice du milieu en encourageant les agriculteurs à entretenir des zones tampons comme des bandes enherbées ou des zones humides. Un effort collectif est ici nécessaire pour que la politique porte ses fruits.

Dans notre illustration (Destandau *et al.*, 2018), nous souhaitons combiner ces deux instruments (taxe ambiante et croissance des capacités épuratrices) car ils peuvent être complémentaires. La possibilité de réduire la pollution par une zone tampon offre davantage de possibilités aux agriculteurs pour éviter la taxe ambiante, la rendant ainsi plus acceptable. Par ailleurs, la menace de la taxe ambiante peut faciliter la coordination nécessaire à la construction de zones tampon. Plus précisément, pour atteindre la norme ambiante, et donc éviter de payer la taxe ambiante, les pollueurs devront se coordonner pour :

- réduire suffisamment la quantité globale d’intrants polluants ;
- apporter une contribution collective suffisante à des zones tampons.

Si une combinaison de plusieurs instruments est souvent préconisée (Goulder et Parry, 2008), une politique trop peu lisible pourrait la rendre difficilement applicable. L’objectif de l’expérience est de tester la pertinence de ce double instrument. Les pollueurs vont-ils réussir à se coordonner pour permettre au milieu aquatique d’atteindre la norme de qualité ambiante ?.

L’expérience est décontextualisée. Elle a eu lieu au laboratoire d’économie expérimentale de Strasbourg (LEES) avec des étudiants, sans aucune référence à la

2. Par exemple dans des box individuels dans une salle informatique où plusieurs groupes jouent sans que quiconque ne sache qui compose son groupe. Les expériences peuvent aussi se dérouler de façon plus sommaire sur du papier.

pollution, ou aux zones tampons dans les instructions. À chaque période, il est demandé aux participants d'affecter un maximum de huit jetons à des comptes A correspondant à la quantité d'intrant polluant pour l'expérimentateur et à des comptes B correspondant à la contribution à la zone tampon pour l'expérimentateur. Une lecture collective des instructions et une phase de tests permettent de s'assurer que chaque joueur a bien compris les règles du jeu : ce que rapportent les jetons mis dans le compte A, ce que coûtent les jetons mis dans le compte B, et le risque de devoir s'acquitter d'un coût supplémentaire, c'est-à-dire la taxe ambiante pour l'expérimentateur, si la contribution collective au compte A est excessive et la contribution collective au compte B insuffisante. La taxe ambiante est calculée de telle façon que les joueurs ont intérêt à l'éviter et, de ce fait, contribuent au respect de la norme de qualité ambiante.

Concrètement, 96 étudiants tirés au sort parmi 1 000 ont participé à cette expérience. Ils sont répartis en 16 groupes de 6 joueurs. Pour l'expérimentateur, chaque groupe représente un sous-bassin versant. Les groupes sont indépendants les uns des autres. Avec la régulation, les joueurs doivent se coordonner pour réduire suffisamment leurs intrants ou pour contribuer suffisamment à la zone tampon. Chacun de ces deux équilibres génère le même gain aux joueurs, ce qui complique la coordination. En effet, des stratégies mixtes dans un même groupe feront échouer la politique. De plus, certains joueurs peuvent profiter de l'anonymat pour adopter une stratégie de passager clandestin afin de maximiser leur gain en comptant sur l'effort des autres joueurs du groupe.

Le jeu se déroule en vingt périodes (colonnes du tableau 14.2). À chaque période, les joueurs décident du nombre de jetons qu'ils mettent dans les comptes A et B, et voient s'afficher sur l'écran leurs gains et le nombre de jetons mis par l'ensemble du groupe dans les deux comptes. Toutes les quatre périodes, une session de conversation virtuelle de deux minutes permet aux joueurs d'un même groupe de communiquer. Cette session simule ainsi la communication entre des agriculteurs d'un même sous-bassin versant. À la fin des vingt périodes, deux périodes sont tirées au sort pour calculer le gain monétaire réel de chaque joueur. Cette rémunération est nécessaire pour inciter les participants à jouer le plus sérieusement possible. Ici, le gain varie entre 9 et 20 €

Le tableau 14.2 illustre un des résultats de cette expérience. Il indique le taux d'atteinte de l'objectif environnemental :

- un taux de 0 % si la qualité ambiante est la même que sans régulation (quantité d'intrants maximale et contribution insuffisante à la zone tampon) ;
- un taux de 100 % si la norme ambiante est respectée (réduction des intrants et/ou contribution à la zone tampon suffisante).

Dans le tableau 14.2, apparaissent en ligne les 16 groupes et en colonne les 20 périodes. Les barres verticales représentent les échanges virtuels de deux minutes. Nous observons ainsi que globalement 15 groupes sur 16 parviennent à se coordonner, un seul groupe pose problème : le groupe 2. Dans ce groupe, la coordination a été très rapide vers un équilibre ; pourtant à la 13^e période, un joueur s'est écarté de cet équilibre. Cela peut être dû à une faute de frappe. Mais contrairement aux autres groupes, cet écart a eu pour conséquence une perte de confiance dans le groupe 2 qui n'a pu être rétablie au cours du dernier échange virtuel.

Tableau 14.2. Taux d'atteinte du bon état.

Groupe	Période																			
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	33	50	8	67	33	100	100	50	100	100	8	0	100	100	100	100	0	100	100	100
2	33	58	42	50	100	100	100	100	100	100	100	100	0	8	8	33	17	33	42	42
3	67	100	100	33	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	83	100
4	83	42	25	50	100	50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
5	58	100	67	58	100	100	100	92	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
6	75	75	67	50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
7	33	100	50	100	100	100	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
8	100	67	100	92	67	100	100	83	100	67	67	83	100	100	100	100	100	100	100	100
9	25	50	50	75	42	58	67	42	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
10	0	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
11	50	50	83	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
12	83	92	67	83	100	83	92	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
13	42	100	8	100	100	100	-8	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
14	100	0	100	8	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
15	100	100	25	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
16	100	42	67	33	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

À travers cette méthode expérimentale, l'analyse montre que cette politique peut permettre d'atteindre des objectifs environnementaux. Cependant, le régulateur doit porter son attention sur la communication et la confiance entre les acteurs.

► Conclusion

Les approches économiques sont devenues un outil indispensable pour évaluer les propositions d'investissement public et pour guider les choix d'intervention de politiques publiques pour la gestion des ressources naturelles. Dans le cadre de la politique de l'eau, la Directive cadre européenne sur l'eau a même rendu l'étape de l'évaluation économique incontournable, en obligeant les États membres à justifier leurs programmes de mesures pour la reconquête de la qualité de l'eau. La boîte à outils de l'évaluation économique comporte de façon assez classique des approches de calcul économique (notamment l'analyse coûts-bénéfices) et des modèles permettant de représenter conjointement les processus écologiques, hydrologiques et les décisions des acteurs économiques. Ces approches permettent de simuler l'impact de différents scénarios de politiques publiques. Récemment, la boîte à outils s'est enrichie des approches expérimentales, qui s'appuient sur des protocoles contrôlés et reproductibles. Elles aident à anticiper les comportements des agents économiques.

Dans le cas de la gestion intégrée de l'eau, il est en effet crucial de comprendre pourquoi et comment les usagers de l'eau et des milieux naturels se coordonnent pour prendre des décisions et quelles sont leurs motivations. Bien sûr, ces différentes approches se révèlent souvent très complémentaires. En effet, aujourd'hui, il n'est pas rare d'introduire dans une analyse coûts-bénéfices des résultats de simulations issus d'un modèle intégrant des hypothèses comportementales validées par des expériences de laboratoire et de terrain. C'est l'intégration de ces différents outils qui rend les conclusions de l'analyse économique plus robustes et pertinentes.

► Références bibliographiques

- Abildtrup J., Garcia S., Kéré E., 2015. Land use and drinking water supply: a sample selection model with spatial dependence. *Revue d'économie régionale et urbaine*, 1: 321-342.
- Abildtrup, J., Garcia S., Stenger A., 2013. The effect of forest land use on the cost of drinking water supply: A spatial econometric analysis. *Ecological economics*, 92: 126-136.
- Blackmore D., Whittington D., 2008. *Opportunities for cooperative water resources development on the Eastern Nile: risks and rewards. Rapport au Eastern Nile Council of Ministers*. Entebbe: Nile Basin Initiative.
- Boardman A.E., Greenberg D.H., Vining A.R., Weimer D.J., 2001. *Cost-benefit analysis: concepts and practice*. Upper Saddle River: Prentice Hall, NJ.
- Chabé-Ferret S., Subervie J., 2013. How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agri-environmental schemes by DID matching. *Journal of environmental economics and management*, 65 : 13-27.
- Cour des comptes européenne, 2011. *L'aide agro-environnementale est-elle conçue et gérée de manière satisfaisante ?* Bruxelles : Cour des comptes européenne, Rapport spécial, 7: 76 p.
- Destandau F., Bchir M.A., Rozan A., 2018. Coordination face à un mixte d'instruments pour réguler la pollution diffuse : une étude expérimentale. *Économie rurale*, 366 : 97-115.
- Eber N., Willinger M., 2012. *L'économie expérimentale*. Paris : La Découverte.
- Espinosa-Goded M., Barreiro-Hurlé J., Ruto E., 2010. What do farmers want from agri-environmental scheme design? A choice experiment approach. *Journal of agricultural economics*, 61(2): 259-273.

- Fiquepron J., Garcia S., Stenger A., 2010. La forêt, un bien pour la qualité et le prix de l'eau. *Forêt entreprise*, 193, juillet.
- Fiquepron J., Garcia S., Stenger A., 2013. Land use impact on water quality: valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of environmental management*, 126: 113-121.
- Giri S., Qiu Z., 2016. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: a review. *Journal of environmental management*, 173: 41-48.
- Goulder L.H., Parry W.H., 2008. Instruments choice in environmental policy, Discussion paper, Resources for the future DP 08-07.
- Hanley N., Spash C.L., 1995. *Cost-benefit analysis and the environment*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Hanley N., Wright R.F., Adamowicz V., 1998. Using choice experiments to value the environment design issues, current experience and future prospects. *Environmental and resource economics*, 11(3-4): 413-428.
- Kuhfuss L., Preget R., Thoyer S., Hanley N., 2016. Nudging farmers to sign agri-environmental contracts: the effects of a collective bonus. *European review of agricultural economics*, 43(3): 609-636.
- Lancaster K.J., 1966. A new approach to consumer theory. *Journal of political economy*, 74(2): 132-157.
- Makowsky M.D., Wagner R.E., 2009. From scholarly idea to budgetary institution: the emergence of cost-benefit analysis. *Constitutional political economy*, 20(1): 57-70.
- Segerson K., 1988. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of environmental economics and management*, 15: 87-98.
- Thomas A., Gozlan E., 2006. Les stratégies d'évaluation des politiques de lutte contre les espèces envahissantes : inconvénients et difficultés de l'analyse coûts / bénéfices, méthodes alternatives de critères de décision. In : Beauvais M.L., Coléno A., Jourdan H., (eds). *Espèces envahissantes dans l'archipel néo-calédonien : un risque environnemental et économique majeur*. Paris : Éditions IRD.